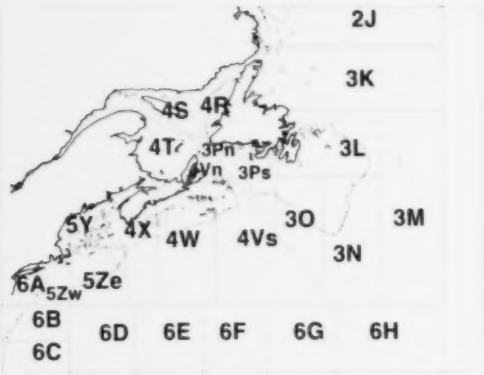
Fisheries and Oceans Canada | Pêches et Océans Canada
Science | Sciences
Maritimes Region

Canadian Science Advisory Secretariat
Science Advisory Report 2005/043

RECOVERY ASSESSMENT REPORT ON NAFO SUBAREAS 3 – 6 PORBEAGLE SHARK



Context

In 2004, porbeagle sharks (Lamna nasus) were designated as Endangered by the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) and are being considered for listing on Schedule 1 of the Species at Risk Act. This designation was based on the status of the population to 2001. At this time, the Northwest Atlantic population of porbeagle shark had been significantly affected by fishing pressure. Abundance of the population was low; it was estimated at about 4,400t which corresponded to 11% of the virgin biomass in 1961. The porbeagle population was considered to be at risk due to its low population growth rate and by exploitation. Given the low productivity of this species, it was expected to take at a minimum several decades to recover from its current low abundance level. Uncertainty was expressed by COSEWIC whether the quota reduction to 250t, implemented as a recovery action in 2002, would be sufficient to allow recovery. At that time, there was no evidence to indicate that the decline in porbeagle abundance had ceased, and the estimated population trends met the COSEWIC criterion for endangered status.

SUMMARY

- Landings in 2002-2004 have ranged from 139-229t, or about 23% the landings from 1998 to 2001, primarily due to quota reductions as part of a management plan to affect recovery.
- Status and recovery potential of porbeagle was assessed using an age- and sex-structured, forward projecting population model that used the landings, catch-per-unit-effort, the proportions-at-length in the catch and tagging data. Three variants of the model were used, each with a different assumed productivity scenario.
- The models place the 2005 female spawner abundance at about 12% to 15% of its 1961 level, and about 86% to 92% its level in 2002. Recent declines in total number from 2002 to 2004 are less, the 2004 abundance being about 99% to 103% that of 2002.
- Two recovery reference points were used in this assessment of recovery potential: the number of female spawners at maximum sustainable yield (SSN_{msy}) and 20% of number of female spawners when the population is at an unfished equilibrium ($SSN_{20\%}$).

Canada

- Estimates of the recovery reference points are highest from the model with the lowest assumed productivity, and lowest from the model with the highest assumed productivity. The estimate of the number of female spawners at 20% of the unfished equilibrium range from 14,500 to 17,500 and the number of female spawners at MSY ranges from 31,000 to 41,000.
- All analyses indicate that this population can recover, but recovery potential and times are sensitive to human-induced mortality. Human-induced mortality of about 2 to 4% of the vulnerable biomass is expected to keep recovery times to $SSN_{20\%}$ to one to three decades. Recovery to SSN_{msy} is expected to take much longer.
- The estimate of the vulnerable biomass in 2005 varies depending on the fishery selectivity used, and to a lesser degree on the assumed productivity. Assuming the Shelf-edge selectivity, the estimates of the vulnerable biomass are in the range of 4,500t to 4,800t. A catch of about 185t to 192t in 2005 would correspond with 4% human-induced mortality.
- A fishery-independent large pelagic survey could provide an index of shark abundance and stock status. Since it is unlikely that a periodic survey, by itself, would provide an absolute measure of stock status, it would be most effective if carried out in conjunction with size and catch rate data from some form of fishery.

DESCRIPTION OF THE ISSUE

Rationale for Assessment

The Species at Risk Act (SARA) provides legal protection to species listed in Schedule 1 and prohibitions under SARA would apply to porbeagle if added to the list. If listed, activities that would harm the species would be prohibited and a recovery plan would be required. Until such a plan is available, section 73(2) of SARA authorizes competent Ministers to permit otherwise prohibited activities affecting a listed wildlife species, any part of its critical habitat, or the residences of its individuals.

Under section 73(2) of SARA, authorizations may only be issued if:

(a) the activity is scientific research relating to the conservation of the species and conducted by qualified persons;
(b) the activity benefits the species or is required to enhance its chance of survival in the wild; or
(c) affecting the species is incidental to the carrying out of the activity.

Section 73(3) establishes that authorizations may be issued only if the competent minister is of the opinion that:

(a) all reasonable alternatives to the activity that would reduce the impact on the species have been considered and the best solution has been adopted;
(b) all feasible measures will be taken to minimize the impact of the activity on the species or its critical habitat or the residences of its individuals; and
(c) the activity will not jeopardize the survival or recovery of the species.

Decisions made on permitting of incidental harm and in support of recovery planning need to be informed by the impact of human activities on the species, alternatives and mitigation measures to these activities, and the potential for recovery. An evaluation framework, consisting of three phases (species status, scope for human–induced harm and mitigation) has been established by DFO to allow determination of whether or not SARA incidental harm permits can be issued. The analysis provided herein will inform decisions relating to the listing of porbeagle and its

recovery planning. In the context of this status report, "harm" refers to all prohibitions as defined in SARA.

Species Biology

The porbeagle shark (*Lamna nasus*) is a **large cold-temperate pelagic shark** species of the family Lamnidae that occurs in the North Atlantic, South Atlantic and South Pacific oceans. The species range extends from Newfoundland to New Jersey and possibly to South Carolina in the west Atlantic, and from Iceland and the western Barents Sea to Morocco and the Mediterranean in the east Atlantic. The porbeagle has a low fecundity, late age at sexual maturation and low natural mortality. Age at maturity is about eight years in males and about thirteen years in females. In the northwest Atlantic, mating occurs from September through November, and live birth occurs eight to nine months later. Reproduction is thought to occur annually. Litter sizes range from two to six young and average about four. The porbeagle life span is estimated to be between 25 and 46 years and generation time is about 18 years.

ASSESSMENT OF ISSUE

Summary of Current Status

Status of porbeagle was assessed using an age- and sex-structured, forward projecting population model that used the landings, catch-per-unit-effort, the proportions-at-length in the catch, and tagging data to estimate population size. Three variants of the model were used, each with a different assumed productivity scenario. Landings in 2002-2004 have been in the range of 139-229t, or about 23% the landings from 1998 to 2001, primarily due to reduced quotas. The catch-per-unit effort data indicate a declining trend for mature porbeagle from 1985 to 2004. CPUE for immature porbeagle declined during the 1990s, but has been high since 2003. Estimates of the population size in 2005 are similar among the models: 188,000 to 195,000 fish. The estimated number of mature females are in the range of 9,000 to 13,000 fish, or about 15% of the population. Based on the model estimates, the population is 12% to 24% its size in 1961, and female spawner abundance has declined to about to 12% to 15% of its 1961 level. Most of the decline was estimated to have occurred in the early 1960s. A management plan was implemented in 2002 that was intended to allow recovery of the population. The population is estimated to be 99% to 103% its size in 2002, indicating that the management plan has been effective for halting the decline.

The porbeagle fishery is included in the model as three separate fisheries based on region: the "Basin", "NF-Gulf", and "Shelf-edge" regions. These regions were chosen because the vulnerability of porbeagle to fishing was thought to vary among these regions. The selectivity of the "Shelf-edge" region was used in the population viability analysis described later, based on the expectation that much of the bycatch would occur in this region.

The estimate of the mid-year vulnerable biomass in 2005 varies among models and the assumed fishery selectivity. Using either the Shelf-edge or Basin selectivity, the estimates of the vulnerable biomass are in the range of 4,500t to 4,800t. If the NF-Gulf selectivity is used, the vulnerable biomass is estimated to be in the range of 3,400t to 4,100t. The models with the lowest assumed productivity produce the highest estimates of the vulnerable biomass.

Recovery Reference Points

Standard reference points to **characterise recovery** have not been developed. In the absence of accepted reference points for recovery, two reference points sometimes used in fisheries management were used in this assessment of recovery potential: the number of female spawners at maximum sustainable yield (SSN_{msy}) and 20% of the number of female spawners when the population is at an unfished equilibrium ($SSN_{20\%}$). The former is a standard reference point for fisheries management and the later has been proposed as a limit reference point for bony fishes. These points are not recovery targets, but reference values against which population growth can be gauged.

The **model** used to assess status is an integrated model that combines life history theory and fishery assessment. Reference points are calculated within the model based on biological characteristics of porbeagle and characteristics of its fishery, including reproductive rates, natural mortality, growth rates, maturity schedules and fishery selectivity.

Often in these types of models, fishery selectivity and natural mortality cannot be estimated simultaneously, and often the slope at the origin of the spawner-recruit model (a measure of productivity) cannot be reliably estimated. Due to these issues, three variants of the model were used each with a different **assumed reproductive scenario**. In the lower productivity model, the maximum number of offspring per mature female that survive to age-1 was assumed to be 2. Values of 2.5 and 3.2 were used in the middle and higher reproductive scenarios. Instantaneous rate of natural mortality was assumed to be 0.1 for immature porbeagle and 0.2 for mature porbeagle in all scenarios.

Estimates of reference points are highest from the model with the lowest assumed productivity, and lowest from the model with the highest assumed productivity. The estimate of the number of female spawners at 20% of the unfished equilibrium range from 14,500 to 17,500 and the number of female spawners at MSY ranges from 31,000 to 41,000.

A key **source of uncertainty** for establishing reference points for recovery is the productivity of the population. The overall productivity of the population, including both reproductive rates and natural mortality rates, was not successfully estimated using the model. Three productivity scenarios were analysed to address this uncertainty. Additionally, the fishery takes place in a much smaller geographic area than in the past, making interpretation of CPUE difficult. Two lines of evidence exist that indicate that present abundance is being underestimated by the models: the tagging data and recent high CPUE in the Basin and Shelf-edge regions. If estimated abundance trajectories are incorrect, the reference points are also likely to be incorrect. An unresolved issue is the uncertainty in estimates of the reference points. The model presently produces standard errors (a measure of the precision of the estimates) for all model parameter estimates that are unrealistically small.

Recovery Potential

A model for **population viability analysis** (PVA) was developed within the life history-assessment model. The model projects the population forward through time from the estimated 2005 population size and age structure using the life history parameters either assumed or estimated within the assessment model. Projections are made either deterministically (no random variability assumed), or stochastically (with random variability added). Projections were done over a 100 year time horizon. When random variability was added, 200 population simulations were carried out, and the probability of meeting the reference points within a given

time frame was calculated as the proportion of the simulated populations that recovered within the time frame. The effect of human-induced mortality was modelled as bycatch mortality assuming a fishery selectivity identical to the directed fishery in the Shelf-edge region.

High exploitation is the only **cause for the decline** in population size that has been identified for porbeagle. Population growth rates for different levels of bycatch mortality are estimated based on the three productivity scenarios.

Estimates of the time to reach the recovery reference points from the deterministic projections varied among models due to the different assumed productivities (Figure 1) as well as the estimated sizes of the population at present. The age structure of the population creates a cyclical pattern in the early years of recovery as the population age structure stabilizes. All models indicate that, in the absence of human-induced mortality, recovery to $SSN_{20\%}$ should occur by about 2015. An incidental harm rate of 2% of the vulnerable biomass delays recovery to $SSN_{20\%}$ to the period between 2015 and 2020. At an incidental harm rate of 4% of the vulnerable biomass, estimated recovery to $SSN_{20\%}$ from all models occurs before 2020, although in the low productivity scenario, the population then drops slightly, increases again, and then remains stable at about $SSN_{20\%}$ for the remainder of the century. At an incidental harm rate of 7% of the vulnerable biomass, recovery to $SSN_{20\%}$ occurs only in the model with the highest assumed productivity.

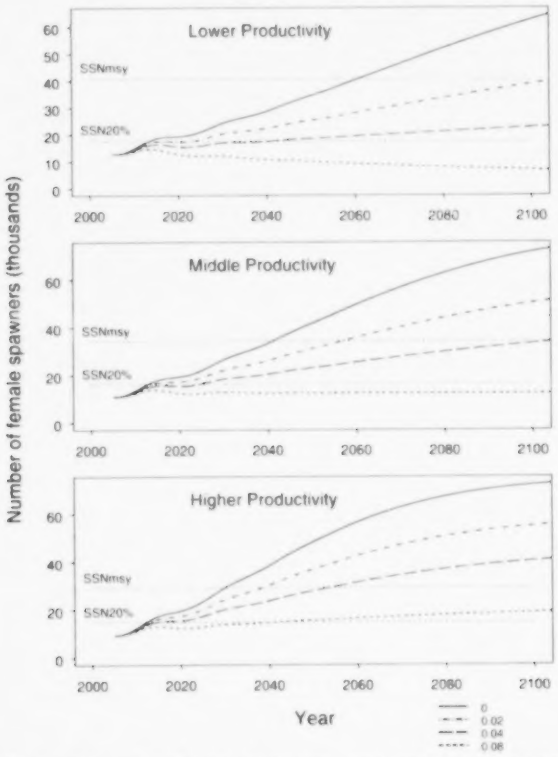


Figure 1. Comparison of the recovery reference points and recovery trajectories obtained from three models, each with a different productivity scenario. Four different exploitation rates are shown in each panel. Population trajectories begin in 2005 from the abundance by age and sex predicted by each model, and are projected deterministically (no random variability added) using the life history parameters obtained from the model and the assumed exploitation rate. The selectivity for the fishery on the Shelf-edge was used in each case.

In the absence of human-induced mortality, the three models place recovery to SSN_{msy} sometime between 2030 and 2060. An incidental harm rate of 4% of the vulnerable biomass is predicted to delay recovery to SSN_{msy} into the 22nd century (or later) by all models except the one with the highest productivity (a delay of 28 years relative to the scenario without human-induced mortality). At an incidental harm rate of 7% of the vulnerable biomass, the population will not recover to SSN_{msy}.

By 2015, this porbeagle population will have been fished for three generations. Using these models, in the absence of human-induced mortality, the **population size in 2015** is predicted to be in the range of 228,000 to 260,000 individuals, including 47,000 to 50,000 mature animals. At a human-induced mortality rate of 4% of the vulnerable biomass (Shelf-edge selectivity assumed), the population size is predicted to be in the range of 197,000 to 226,000 individuals. Both of these scenarios represent increases in total abundance from 2005 (lower productivity model: 195,000 fish; middle productivity model: 191,000 fish; higher productivity model: 188,000 fish). At a human-induced mortality rate of 7% of the vulnerable biomass, the predicted population size in 2015 is less than the population size in 2005 from all but the most productive model.

Predicted Total Number of Porbeagle in 2015

Percentage of the vulnerable biomass removed as catch	Productivity Scenario		
	lower	middle	higher
0%	228,000	242,000	260,000
2%	212,000	225,000	242,000
4%	197,000	210,000	226,000
7%	178,000	189,000	204,000

Predicted Number of Mature Porbeagle in 2015*

Percentage of the vulnerable biomass removed as catch	Productivity Scenario		
	lower	middle	higher
0%	50,000	48,000	47,000
2%	47,000	45,000	44,000
4%	44,000	42,000	41,000
7%	40,000	38,000	37,000

*ratio of 1.7 mature males per mature female assumed

Based on the middle productivity model, when random variability is added to recruitment and natural mortality, median recovery times to $SSN_{20\%}$ are slightly longer (Figure 2), and recovery times are less certain. In the absence of human-induced mortality, the simulated populations show little variability in recovery to $SSN_{20\%}$. As human-induced mortality increases, the variability in time to recovery to $SSN_{20\%}$ also increases. At a human-induced mortality rate of 4% of the vulnerable biomass, 80% of the simulated populations recovered to $SSN_{20\%}$ between 2016 and 2037. At a human-induced mortality rate of 7% of the vulnerable biomass, 42% of the simulated populations recovered to $SSN_{20\%}$. although none recovered to SSN_{msy}.

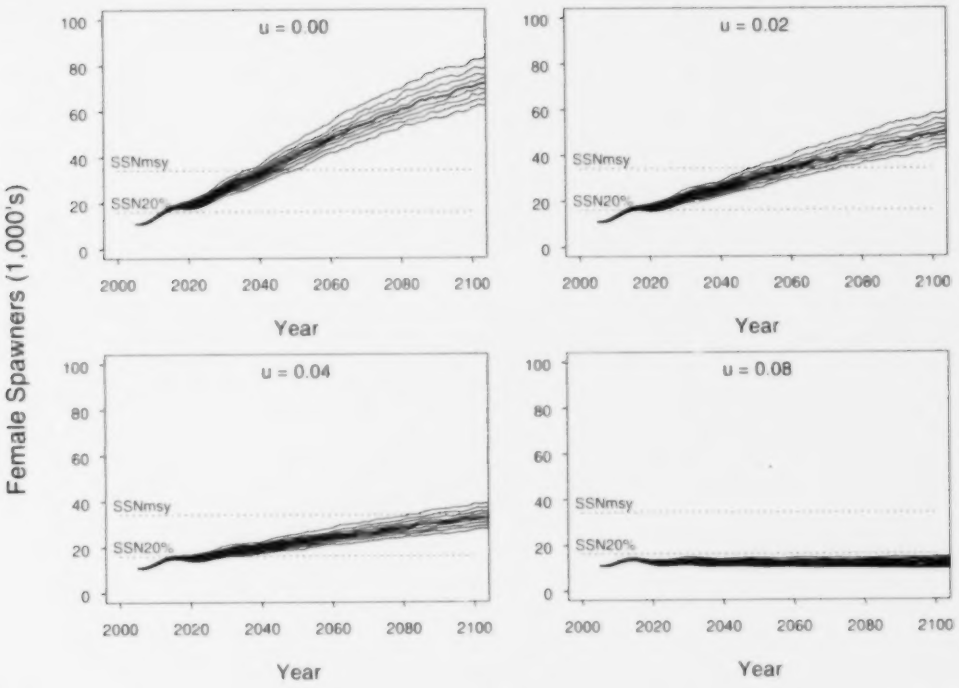


Figure 2. Recovery trajectories for porbeagle obtained from the population viability analysis (based on the middle productivity model) under four exploitation scenarios. Each plot summarizes the results of 200 population simulations with random variability added to reproduction and survival. The lines connect the quantiles of the population size in each year from low (bottom line = 0.1) to high (top line = 0.9). The Shelf-edge selectivity was used to model exploitation.

At a human-induced mortality rate of 2%, time to recovery to SSN_{msy} varied by about 3 decades and 90% of simulated populations recovered to SSN_{msy} by about 2075. At a human induced mortality rate of 4%, about 30% of the populations did not recover to SSN_{msy} within 100 years. None of the simulated populations recovered to SSN_{msy} at a human-induced mortality rate of 7% of the vulnerable biomass.

Prior to the proclamation of SARA, a five-year recovery plan was established for this population covering the time period 2002 to 2007. The effects of continuing the plan for its duration (a 250t quota until the end of 2007) on recovery times was evaluated using deterministic projections. Continuing with the current management plan until 2007 would delay the predicted recovery times by about 5 years.

All analyses indicate that this population can recover, but recovery potential and times are sensitive to all levels of human-induced mortality. Exploitation rates less than about 4% of the vulnerable biomass are expected to allow recovery to both $SSN_{20\%}$ and SSN_{msy} (Shelf-edge selectivity assumed).

Under the most conservative scenario, recovery to $SSN_{20\%}$ occurs if human induced mortality is less than 4% of the vulnerable biomass. Catches of 180t in 2005 would correspond with this rate, a level at which population recovery is expected. Under the most productive scenario, a catch of 7% of the vulnerable biomass, corresponding to 315t, would allow slow population growth.

Sources of Uncertainty

There is uncertainty around present population size and population trajectories. Two lines of evidence exist that indicate that present abundance is being underestimated by the models: the tagging data and recent high CPUE in the Basin and Shelf-edge regions.

If variability exists in the recruitment and natural mortality processes, but is not included in the projection model, the estimates of recovery time are known to be biased. The effect of this bias is to underestimate recovery time.

The population dynamics are modeled as a compensatory process (increasing juvenile survival as population size decreases). Allee effects (decreased juvenile survival at low population size) are not considered but could substantially slow recovery times.

Autocorrelation (natural "cycles" in survival and reproduction) were not included in the projection model. If autocorrelation exists, recovery times could be greater or less, depending whether survival and reproduction are presently low or high. Given the low fecundity and late age at maturity of porbeagle, recovery times are unlikely to be much faster than predicted.

The selectivity of the bycatch fishery is unknown and would affect recovery trajectories.

Projections of population trajectories are made using the 2005 population size and age structure as a starting point. When estimating recovery times, the effect of uncertainty in the starting population size and recovery targets was not evaluated.

ALLOWABLE HARM/PROVISIONS OF RECOVERY PLAN

The only **sources of human-induced mortality** identified for incidental harm permitting are fisheries that capture porbeagle as bycatch within Canadian waters (Table 1). Catches by foreign (i.e. Japanese) vessels fishing outside of Canadian waters are not well known. During 2000 – 2002, estimates ranged from 15t to 280t annually. Most Canadian bycatch is taken by Scotia-Fundy vessels in swordfish and fixed gear groundfish fisheries. The bycatches by both foreign and domestic vessels from 2002 to 2004 were 68t, 58t, and 59t respectively (Table 1), levels that are not expected to prevent recovery. The effect of fishing on food sources is not considered significant because of the diverse diet of porbeagle.

Table 1.

A) Porbeagle catch (kg) by Scotia-Fundy vessels.

Year	2000	2001	2002	2003	2004
GROUNDFISH					
Groundfish fixed gear 45 - 65	997	789	958	2,400	2,031
Groundfish fixed gear <45	4,743	6,925	13,141	13,041	14,044
Groundfish inshore					56
Groundfish midshore	461	518	697	1384	101
Groundfish offshore	191	285		220	409
Groundfish unspecified	456	1,059	1,184	1,105	1,010
Total Groundfish	6,848	9,576	15,980	18,150	17,651
LARGE PELAGICS					
Directed porbeagle exploratory	870,741	476,703	172,001	86,059	172,520
Swordfish	5,482	9,582	18,939	29,160	22,155
Tuna	1,266	577	18,435	5,559	6,156
SMALL PELAGICS					
Herring		256			23
Total Porbeagle	884,337	496,694	225,355	138,928	218,505
Total Porbeagle bycatch	13,596	19,991	53,354	52,869	45,985
Percent total from bycatch	2%	4%	24%	38%	21%

B) Porbeagle catch (kg) outside of Scotia-Fundy.

Year	2000	2001	2002	2003	2004
Newfoundland fixed gear	141	946	1,851	1,071	142
Newfoundland mobile gear			40		
Gulf (all gears)[1]	18,976	1,192	11,566	2,565	12,876
USA (all gears)[2]	3,595	785	1,813	1,185	

[1] represents a minimum value; an unspecified shark category ranging between 2,900-8,800 kg annually may also have included porbeagle
[2] landings only

Currently, the **ability to monitor population status** is highly dependent upon individual length measurements from the catch and set by set catch rates, both of which are fishery-dependent activities. A **fishery-independent large pelagic survey** could provide an index of shark abundance and stock status, but would need to be carried out at regular intervals to provide

useful results. Since no such survey has been completed to date, the first survey would need to be implemented soon, while population abundance is known. Since it is unlikely that a periodic survey would provide a precise measure of stock status by itself, it would be most effective if carried out in conjunction with size and catch rate data from some form of fishery.

CONCLUSIONS AND ADVICE

All indications are that porbeagle in the Northwest Atlantic can recover if human-induced mortality is sufficiently low. The models estimate of the number of female spawners in 2005 range from 9,000 to 13,000 fish, representing about 15% of the population. Two potential recovery targets from these models are the number of female spawners at 20% of the unfished equilibrium (14,500 to 17,500 fish) and the number of female spawners at maximum sustainable yield (31,000 to 41,000 fish). At incidental harm rates of 1% to 4% of the vulnerable biomass based on the Shelf-edge selectivity, estimates of recovery times to $SSN_{20\%}$ are on the order of decades. At 4%, recovery to SSN_{msy} is expected to be much longer. Estimates of the vulnerable biomass in 2005 are about 4,500t to 4,800t, implying a catch of 180t to 192t in 2005 would prevent further decline. Bycatch in 2002 to 2004 averaged about one third of this value.

MANAGEMENT CONSIDERATIONS

Presently, a 5 year management plan, intended to affect recovery, is in place for this population. In comparison with closure of the directed fisheries, continuation of this plan for its duration is expected to have only minor effects on recovery trajectories (delay of about 5 years), and would allow further data collection and provide an opportunity for uncertainties in the present status to be resolved.

SOURCES OF INFORMATION

Campana, S., L. Marks, W. Joyce, and S. Harley. 2001. Analytical assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) population in the northwest Atlantic, with estimates of long-term sustainable yield. CSAS Res. Doc. 2001/067.

COSEWIC 2004. COSEWIC assessment and status report on the porbeagle shark *Lamna nasus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa: viii + 43 pp.

DFO. 2005. Stock Assessment Report on NAFO Subareas 3 – 6 Porbeagle Shark. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2005/044.

Gibson, A.J.F., and S.E. Campana. 2005. Status and Recovery Potential of Porbeagle Shark in the Northwest Atlantic. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/053.

FOR MORE INFORMATION

Contact: Steve Campana
Population Ecology Division
Department of Fisheries and Oceans
Bedford Institute of Oceanography
P.O. Box 1006, Dartmouth
Nova Scotia B2Y 4A2

Tel: (902) 426-3233
Fax: (902) 426-9710
E-Mail: campanas@mar.dfo-mpo.gc.ca
Shark Web Site: www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/shark

This report is available from the:

Maritime Provinces
Regional Advisory Process Office
Fisheries and Oceans Canada
P.O. Box 1006
Dartmouth, Nova Scotia
Canada B2Y 4A2

Telephone: (902) 426-7070
Fax: (902) 426-5435
E-Mail: myrav@mar.dfo-mpo.gc.ca
Internet address: www.dfo-mpo.gc.ca/csas

ISSN 1480-4913 (Printed)
© Her Majesty the Queen in Right of Canada, 2005

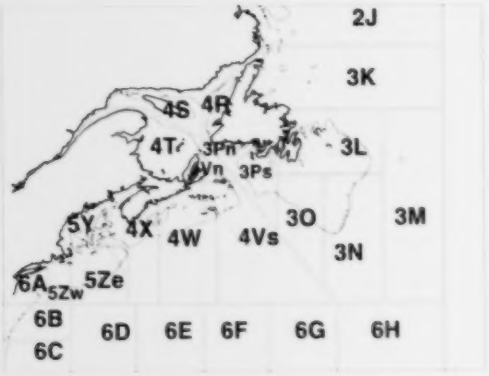
La version française est disponible à l'adresse ci-dessus.

CORRECT CITATION FOR THIS PUBLICATION

DFO, 2005. Recovery Assessment Report on NAFO Subareas 3 – 6 Porbeagle Shark. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2005/043.

Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada
Sciences | Science
Région des Maritimes
Secrétariat canadien de consultation scientifique
Avis scientifique 2005/043

ÉVALUATION DU POTENTIEL DE RÉTABLISSEMENT DE LA MARAÎCHE DES SOUS-ZONES 3 À 6 DE L'OPANO



Contexte

En 2004, la maraîche (Lamna nasus) a été désignée espèce en voie de disparition par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) et on envisage maintenant de l'inscrire sur la liste de l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril (LEP). Cette désignation était fondée sur l'état de la population de maraîche jusqu'en 2001. À l'époque, la population de maraîche de l'Atlantique Nord-Ouest avait considérablement souffert de la pression de pêche et son abondance était faible. On l'estimait à environ 4 400 t, ce qui correspondait à 11 % de la biomasse non exploitée de 1961. La population de maraîche était jugée en péril en raison de son faible taux de croissance et de son exploitation. Compte tenu de la faible productivité de l'espèce, on s'attendait à ce qu'il faille à tout le moins plusieurs décennies pour qu'elle se rétablisse de sa faible abondance courante. Le COSEPAC n'était pas certain que la réduction du quota à 250 t, adoptée comme mesure de redressement en 2002, suffirait à permettre le rétablissement de la population. Rien alors n'indiquait que le déclin de l'abondance de la maraîche avait cessé et les tendances estimées de la population correspondaient aux critères établis par le COSEPAC pour la désignation comme espèce en voie de disparition.

SOMMAIRE

- De 2002 à 2004, les débarquements ont été de l'ordre de 139 à 229 t, soit environ 23 % de ceux de 1998 à 2001. Leur baisse est due essentiellement aux réductions de quota adoptées dans le cadre du plan de gestion visant à influer sur le rétablissement de la population de maraîche.
- Pour évaluer l'état et le potentiel de rétablissement du stock de maraîche, on a eu recours à un modèle à projection prospective structuré selon l'âge et le sexe, qui utilisait les débarquements, les prises par unité d'effort, les proportions de maraîches de diverses longueurs parmi les prises et les données d'expériences de marquage. Trois variantes du modèle ont été utilisées, chacune reposant sur un scénario de productivité différent.
- Les modèles chiffrent l'abondance des femelles reproductrices en 2005 à environ 12 % à 15 % de son niveau de 1961 et à environ 86 % à 92 % de son niveau de 2002. Les baisses

récentes du nombre total de maraîches de 2002 à 2004 sont moindres, l'abondance de 2004 étant d'environ 99 % à 103 % de celle de 2002.

- Dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement, on a utilisé deux points de référence du rétablissement, soit le nombre de femelles reproductrices au rendement maximal soutenu (SSN_{rms}) et 20 % du nombre de femelles reproductrices dans la population d'équilibre non exploitée ($SSN_{20\,\%}$).
- C'est le modèle ayant la plus basse productivité hypothétique qui produit les plus fortes estimations des points de référence du rétablissement et, inversement, le modèle qui a la plus forte productivité hypothétique qui produit les plus basses estimations de ces points de référence. L'estimation du nombre de femelles reproductrices correspondant à 20 % de la population d'équilibre non exploitée va de 14 500 à 17 500, tandis que le nombre de femelles reproductrices au rendement maximal soutenu se situe entre 31 000 et 41 000.
- Toutes les analyses indiquent que cette population peut se rétablir, mais que son potentiel et son délai de rétablissement dépendent de la mortalité de source anthropique. On s'attend à ce qu'une mortalité de source anthropique d'environ 2 à 4 % de la biomasse vulnérable porte la durée nécessaire au rétablissement au niveau $SSN_{20\,\%}$ à une à trois décennies. Le rétablissement au niveau SSN_{rms} devrait prendre beaucoup plus de temps.
- L'estimation de la biomasse vulnérable en 2005 varie selon le taux de sélectivité de la pêche qui est utilisé et, dans une moindre mesure, selon la productivité hypothétique. Si on se fonde sur la sélectivité sur le bord du plateau, les estimations de la biomasse vulnérable sont de l'ordre de 4 500 à 4 800 t. Des prises d'environ 185 à 192 t en 2005 correspondraient à une mortalité de source anthropique de 4 %.
- Un relevé sur les grands poissons pélagiques indépendant de la pêche pourrait nous fournir un indice de l'abondance et de l'état des stocks de requin. Toutefois, comme il est peu probable qu'un relevé périodique pourrait à lui seul nous donner une mesure absolue de l'état du stock, il serait plus efficace d'en combiner les résultats aux données sur la taille et sur les taux de prises provenant d'une certaine forme de pêche.

DESCRIPTION DE L'ENJEU

Justification de l'évaluation

La *Loi sur les espèces en péril* (LEP) protège officiellement les espèces inscrites sur la liste figurant à l'annexe 1 de cette loi. Si la maraîche était ajouté à cette liste, elle serait visée par les interdictions prévues dans la LEP. L'inscription de l'espèce entraînerait l'interdiction des activités qui lui seraient nuisibles et l'adoption d'un plan de rétablissement. En attendant un tel plan, le paragraphe 73 (2) de la LEP autorise les ministres compétents à délivrer des permis autorisant des activités normalement interdites touchant une espèce inscrite sur la liste de la LEP, toute partie de son habitat essentiel ou ses résidences;

Aux termes du paragraphe 73(2) de la LEP, des permis ne peuvent être délivrés que pour les activités suivantes :

a) des activités scientifiques sur la conservation des espèces menées par des personnes compétentes;
b) des activités qui profitent à l'espèce ou qui sont nécessaires pour augmenter ses chances de survie à l'état sauvage
c) des activités qui ne touchent une espèce que de façon incidente.

Aux termes du paragraphe 73(3) de la LEP, des permis ne peuvent être délivrés que si le ministre compétent estime que :

a) toutes les solutions de rechange susceptibles de minimiser les conséquences négatives de l'activité pour l'espèce ont été envisagées et la meilleure solution retenue;
b) toutes les mesures possibles seront prises afin de minimiser les conséquences négatives de l'activité pour l'espèce, son habitat essentiel ou la résidence de ses individus;
c) l'activité ne mettra pas en péril la survie ou le rétablissement de l'espèce.

Les décisions sur l'octroi de permis pour dommages fortuits et sur le plan de rétablissement doivent tenir compte de l'effet des activités anthropiques sur l'espèce, des mesures de rechange et d'atténuation, ainsi que du potentiel de rétablissement de l'espèce. Un cadre d'évaluation en trois phases (situation de l'espèce, tolérance de cette dernière à des dommages anthropiques et atténuation) a été créé par le MPO pour déterminer si des permis de dommages fortuits en vertu de la LEP peuvent ou non être octroyés. L'analyse présentée ici servira à éclairer les décisions concernant l'inscription éventuelle de la maraîche sur la Liste des espèces en péril et la planification de son rétablissement. Dans le présent document, la notion de « dommages » renvoie à toutes les interdictions définies dans la LEP.

Biologie de l'espèce

La maraîche (*Lamna nasus*) est un **grand requin pélagique** de la famille des Lamnidés **qui vit dans les eaux froides à tempérées** de l'Atlantique Nord, de l'Atlantique Sud et du Pacifique Sud. Son aire de répartition s'étend de Terre-Neuve au New Jersey, voire à la Caroline du Sud, dans l'Atlantique Ouest et de l'Islande ainsi que de l'ouest de la mer de Barents au Maroc et à la Méditerranée, dans l'Atlantique Est. La maraîche a une faible fécondité, atteint la maturité sexuelle a un âge avancé et a une faible mortalité naturelle. L'âge de maturité est d'environ huit ans chez les mâles et d'environ treize ans chez les femelles. Dans l'Atlantique Nord-Ouest, l'accouplement a lieu de septembre à novembre et les petits naissent de huit à neuf mois plus tard. On pense que la reproduction est annuelle. Les portées comptent de deux à six petits et sont de quatre en moyenne. On estime que la longévité des maraîches se situe entre 25 et 46 ans et que la durée de génération est d'environ 18 ans.

ÉVALUATION

Résumé de l'état actuel du stock

L'état du stock de maraîche a été évalué selon un modèle à projection prospective structuré selon l'âge et le sexe, qui utilisait les débarquements, les prises par unité d'effort, les proportions de maraîches de diverses longueurs parmi les prises et les données d'expériences de marquage pour estimer l'effectif de la population. Trois variantes du modèle ont été appliquées, chacune reposant sur un scénario de productivité différent. De 2002 à 2004, les débarquements ont été de l'ordre de 139 à 229 t, soit environ 23 % de ceux de 1998 à 2001. Leur baisse est due essentiellement aux réductions des quotas. Les données sur les prises par unité d'effort (PUE) dénotent une tendance à la baisse des maraîches matures de 1985 à 2004. Les PUE des maraîches immatures ont diminué dans les années 1990, mais elles sont élevées depuis 2003. Les estimations de l'effectif de la population en 2005 sont semblables dans les trois variantes du modèle et se chiffrent à 188 000 – 195 000 poissons. Le nombre estimé de femelles matures est de l'ordre de 9 000 à 13 000, soit environ 15 % de la population. Les modèles indiquent que la population est d'environ 12 % à 24 % de son effectif de 1961 et que l'abondance des femelles reproductrices a diminué, pour se situer à environ 12 -15 % de son niveau de 1961. On pense que le déclin s'est produit essentiellement au début des années 1960. Un plan de gestion a été mis en œuvre en 2002 qui avait pour but de permettre le

rétablissement de la population. On estime celle-ci à 99-103 % de son effectif de 2002, ce qui révèle que le plan de gestion a réussi à mettre fin au déclin.

La pêche de la maraîche est intégrée au modèle sous forme de trois composantes régionales : le « bassin », « T.-N.-L et le Golfe » et le « bord du plateau » (figure 2). Ces régions ont été choisies parce qu'on pensait que la vulnérabilité de la maraîche à la pêche variait de l'une à l'autre. C'est la sélectivité dans la région du bord du plateau qui a été retenue dans l'analyse de viabilité de la population décrite plus loin, parce qu'on s'attendait à ce qu'une bonne partie des prises accessoires provienne de cette région.

L'estimation de la biomasse vulnérable en milieu d'année 2005 varie selon les modèles et l'hypothèse de sélectivité. Si on se fonde sur la sélectivité sur le bord du plateau ou dans le bassin, les estimations de la biomasse vulnérable sont de l'ordre de 4 500 t à 4 800 t. Si on se fonde sur la sélectivité dans le secteur T.-L.-N.-Golfe, les estimations de la biomasse vulnérable sont de l'ordre de 3 400 t à 4 100 t. Les modèles qui ont la plus basse productivité hypothétique produisent les plus hautes estimations de la biomasse vulnérable.

Points de référence du rétablissement

Des points de référence standard susceptibles de **caractériser le rétablissement** n'ont pas été élaborés. En l'absence de valeurs de référence reconnues comme indices de rétablissement, deux points de références parfois utilisés dans la gestion des pêches ont été utilisés dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement, soit le nombre de femelles reproductrices au rendement maximal soutenu (SSN_{rms}) et 20 % du nombre de femelles reproductrices dans la population d'équilibre non exploitée ($SSN_{20\ \%}$). Le premier de ces paramètres est un point de référence standard dans la gestion des pêches et le second a été proposé comme point de référence dans le cas des poissons osseux. Ce ne sont pas des objectifs de rétablissement, mais bien des valeurs de référence par rapport auxquelles la croissance de la population peut être appréciée.

Le **modèle** utilisé pour évaluer l'état du stock est un modèle intégré qui combine la théorie sur le cycle biologique et l'évaluation de la pêche. Des points de référence sont calculés dans le cadre du modèle en fonction des caractéristiques biologiques de la maraîche et des caractéristiques de sa pêche, notamment des taux de reproduction, de mortalité naturelle et de croissance, de la période nécessaire pour accéder à la maturité et de la sélectivité de la pêche.

Souvent dans ces types de modèle, la sélectivité de la pêche et la mortalité naturelle ne peuvent être estimées simultanément et souvent la pente à l'origine du modèle reproducteur-recrue (une mesure de la productivité) ne peut être estimée de manière fiable. Pour ces raisons, on a utilisé trois variantes du modèle, fondées chacune sur un **scénario de productivité hypothétique** différent. Dans le modèle à basse productivité, on tenait pour acquis que le nombre maximal de petits par femelle mature qui survivent jusqu'à l'âge-1 était de 2, alors que ce nombre était de 2,5 et de 3,2, respectivement, dans les scénarios de productivité moyenne et de productivité élevée. Le taux hypothétique instantané de mortalité naturelle était fixé à 0,1 pour les maraîches immatures et à 0,2 pour les maraîches matures, cela dans tous les scénarios.

C'est le modèle ayant la plus basse productivité hypothétique qui produit les plus fortes estimations des points de référence du rétablissement et, inversement, le modèle qui a la plus forte productivité hypothétique qui produit les plus basses estimations de ces points de référence. L'estimation du nombre de femelles reproductrices correspondant à 20 % de la

population d'équilibrée non exploitée va de 14 500 à 17 500, tandis que le nombre de femelles reproductrices au rendement maximal soutenu se situe entre 31 000 et 41 000.

La productivité de la population est une **source d'incertitude** importante dans l'établissement de points de référence du rétablissement. La productivité globale de la population, y compris les taux de reproduction et de mortalité naturelle, n'a pas été bien estimée avec le modèle. Trois scénarios de productivité ont été pris en considération pour pallier cette incertitude. Par ailleurs, il faut savoir que la pêche se déroule maintenant sur une étendue géographique beaucoup plus petite qu'auparavant, ce qui complique l'interprétation des PUE. Deux sources de données existent qui indiquent que les modèles sous-estiment l'abondance actuelle : les données d'expériences de marquage et les fortes PUE récentes dans les régions du bassin et du bord du plateau. Si les courbes de l'abondance estimée sont incorrectes, les points de référence sont vraisemblablement incorrects eux aussi. L'incertitude des estimations des points de référence reste une question non résolue. Le modèle produit actuellement des erreurs-types (une mesure de la précision des estimations) dans le cas de toutes les estimations de paramètres qui sont excessivement petites.

Potentiel de rétablissement

Un modèle d'**analyse de la viabilité de la population** (AVP) a été élaboré dans le cadre du modèle d'évaluation selon le cycle biologique. Ce modèle établit des projections prospectives de la population à partir de l'effectif de la population et de la structure d'âges estimés pour 2005, en utilisant des valeurs estimées ou hypothétiques des paramètres du cycle biologique du modèle d'évaluation. Les projections sont obtenues soit de manière déterministe (sans hypothèse de variabilité aléatoire) soit de manière stochastique (avec variabilité aléatoire). Des projections ont été réalisées sur un horizon temporel de 100 ans. Après intégration de la variabilité aléatoire, on a effectué 200 simulations de population et la probabilité d'atteindre les point de référence dans un délai donné a été calculée comme étant la proportion des populations simulées qui s'était rétablie dans le délai considéré. L'effet de la mortalité de source anthropique a été modélisé en tant que mortalité par pêche accessoire, en tenant pour acquis que la sélectivité dans cette pêche était identique à celle de la pêche dirigée sur le bord du plateau.

La forte exploitation est la seule **cause de déclin** de l'effectif de la population qui a été cernée dans le cas de la maraîche. Les taux de croissance de la population à différents niveaux de mortalité par pêche accessoire sont estimés d'après les trois scénarios de productivité.

Les estimations du temps qui est nécessaire pour atteindre les points de référence du rétablissement d'après les projections déterministes variaient selon le modèle, en raison des différentes hypothèses de productivité ainsi que de l'effectif estimé de la population actuelle. La structure d'âges de la population crée un profil cyclique dans les premières années du rétablissement alors que cette structure d'âges se stabilise. Tous les modèles révèlent qu'en l'absence de mortalité de source anthropique un rétablissement au niveau $SSN_{20\,\%}$ devrait se produire d'ici environ 2015. Un taux de dommages fortuits d'environ 2 % de la biomasse vulnérable retarde le rétablissement au niveau $SSN_{20\,\%}$ et le reporte à la période 2015-2020. Pour un taux de dommages fortuits de 4 % de la biomasse vulnérable, tous les modèles estiment que le rétablissement au niveau $SSN_{20\,\%}$ se produit avant 2020, quoique dans le scénario de basse productivité, la population recule légèrement, augmente à nouveau, puis reste stable à environ $SSN_{20\,\%}$ pour le reste du siècle. À un taux de dommages fortuits de 7 % de la biomasse vulnérable, le rétablissement au niveau $SSN_{20\,\%}$ ne se produit que dans le modèle fondé sur une productivité hypothétique élevée.

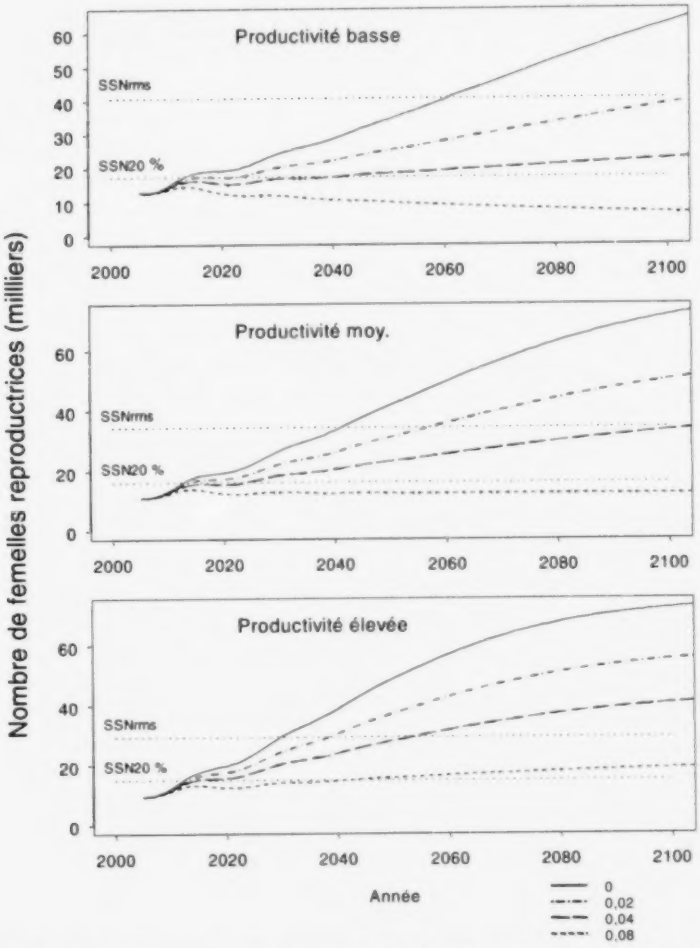


Figure 1. Comparaison entre les points de référence du rétablissement et les courbes de rétablissement selon trois modèles fondés chacun sur un scénario de productivité différent. Quatre taux d'exploitation sont illustrés dans chaque graphique. Les courbes de population commencent en 2005 d'après la prévision d'abondance selon l'âge et le sexe de chaque modèle et sont ensuite fondées sur des prévisions déterministes (sans ajout de variabilité aléatoire) faisant appel aux paramètres du cycle biologique provenant du modèle et au taux d'exploitation hypothétique. Dans chaque cas, la sélectivité utilisée a été celle de la pêche sur le bord du plateau.

En l'absence de mortalité de source anthropique, le rétablissement au niveau SSN_{rms} se produirait entre 2030 et 2060 selon les trois modèles. Un taux de dommages fortuits de 4 % de la biomasse vulnérable reporterait le rétablissement au niveau SSN_{rms} au vingt-deuxième siècle (ou au-delà) d'après tous les modèles, sauf celui à productivité élevé (qui projette un retard de 28 ans par rapport au scénario d'absence de mortalité de source anthropique). Si le taux de dommages fortuits atteint 7 % de la biomasse vulnérable, la population n'atteindra pas le niveau de rétablissement SSN_{rms}.

D'ici 2015, cette population de maraîche aura été exploitée par trois générations. Les modèles susmentionnés indiquent qu'en l'absence de mortalité de source anthropique **l'effectif de la population en 2015** serait de l'ordre de 228 000 à 260 000 individus, dont 47 000 à 50 000 animaux matures. On prévoit qu'à un taux de mortalité de source anthropique de 4 % de la biomasse vulnérable (en se fondant sur la sélectivité de la pêche sur le bord du plateau),

l'effectif de la population serait de l'ordre de 197 000 à 226 000 individus. Ces deux scénarios représentent des augmentations de l'abondance totale par rapport à 2005 (modèle à basse productivité : 195 000 animaux; modèle à productivité moyenne : 191 000 animaux et modèle à productivité élevée : 188 000 animaux). À un taux de mortalité de source anthropique de 7 % de la biomasse vulnérable, l'effectif prévu de la population en 2015 est inférieur à l'effectif de 2005 dans tous les modèles, sauf celui à productivité élevée.

Prévisions du nombre total de maraîches en 2015

Pourcentage de la biomasse vulnérable prélevé par la pêche	Scénario de productivité		
	basse	moyenne	élevée
0 %	228 000	242 000	260 000
2 %	212 000	225 000	242 000
4 %	197 000	210 000	226 000
7 %	178 000	189 000	204 000

Prévisions du nombre de maraîches matures en 2015*

Pourcentage de la biomasse vulnérable prélevé par la pêche	Scénario de productivité		
	basse	moyenne	élevée
0 %	50 000	48 000	47 000
2 %	47 000	45 000	44 000
4 %	44 000	42 000	41 000
7 %	40 000	38 000	37 000

*ratio hypothétique de 1,7 mâle mature par femelle mature

Dans le modèle à productivité moyenne, quand on ajoute la variabilité aléatoire au recrutement et à la mortalité naturelle, le délai médian de rétablissement au niveau $SSN_{20\,\%}$ est légèrement plus grand (figure 2) et les délais de rétablissement sont plus incertains. En l'absence de mortalité anthropique, il y a peu de variabilité dans le rétablissement au niveau $SSN_{20\,\%}$ dans les populations simulées. À un taux de mortalité de source anthropique de 4 % de la biomasse vulnérable, 80 % des populations simulées se rétabliraient au niveau $SSN_{20\,\%}$ entre 2016 et 2037. À un taux de mortalité de source anthropique de 7 % de la biomasse vulnérable, 42 % des populations simulées se rétabliraient au niveau $SSN_{20\,\%}$, mais aucune n'atteindrait le niveau de rétablissement SSN_{rms}.

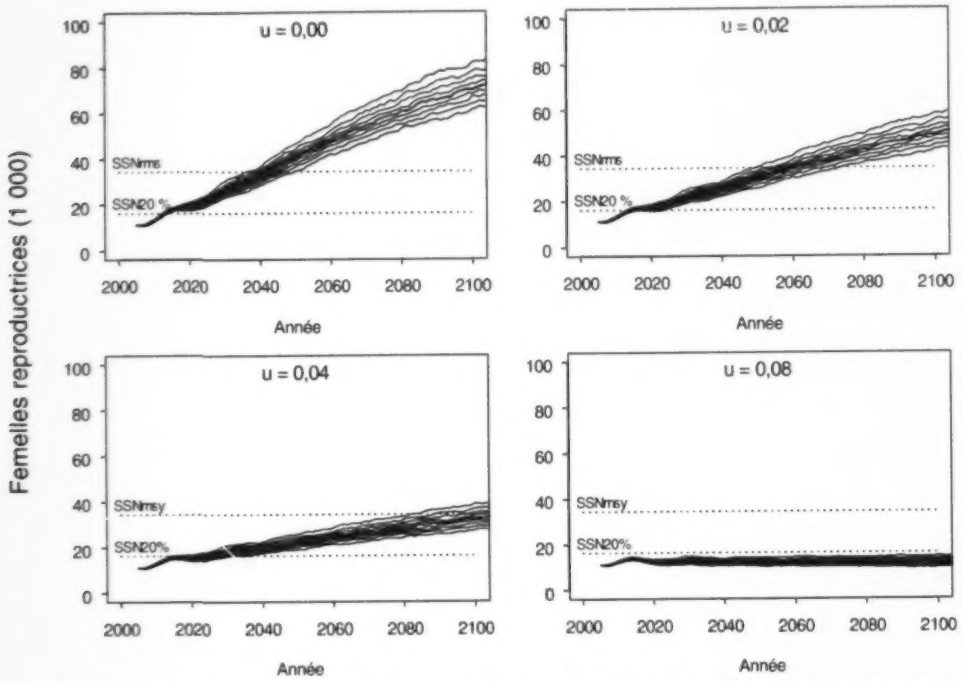


Figure 2. Courbes de rétablissement de la maraîche obtenues d'après l'analyse de viabilité de la population (fondée sur le modèle à productivité moyenne) dans quatre scénarios d'exploitation. Chaque courbe est une synthèse des résultats de 200 simulations de population, la variabilité aléatoire ayant été ajoutée à la reproduction et à la survie. Les tracés joignent les quantiles de l'effectif de la population chaque année, en ordre croissant (ligne du bas = 0,1 et ligne du haut = 0.9). L'exploitation a été modélisée d'après la sélectivité de la pêche sur le bord du plateau.

À un taux de mortalité de source anthropique de 2 %, la période nécessaire au rétablissement au niveau SSN_{rms} variait d'environ trois décennies et 90 % des populations simulées se rétablissaient au niveau SSN_{rms} d'ici environ 2075. À un taux de mortalité de source anthropique de 4 %, environ 30 % des populations n'atteignaient pas en 100 ans le niveau de rétablissement SSN_{rms}. Enfin, à un taux de mortalité de source anthropique de 7 % de la biomasse vulnérable, aucune des populations simulées n'atteignait le niveau de rétablissement SSN_{rms}.

Avant l'adoption de la LEP, un plan de rétablissement sur cinq ans, soit pour la période 2002-2007, avait été établi pour cette population. On a évalué les effets du maintien de ce plan jusqu'à son terme (quota de 250 t jusqu'à la fin de 2007) sur le délai de rétablissement au moyen de projections déterministes. Il s'avère que le maintien du plan de gestion actuel jusqu'en 2007 retarderait les délais de rétablissement prévus d'environ 5 ans.

Toutes les analyses indiquent que cette population peut se rétablir, mais que son potentiel et son délai de rétablissement sont influencés par tous les niveaux de mortalité de source anthropique. On s'attend à ce que des taux d'exploitation inférieurs à environ 4 % de la biomasse vulnérable permettent un rétablissement à la fois au niveau $SSN_{20\,\%}$ et au niveau SSN_{rms} (en se fondant sur la sélectivité de la pêche sur le bord du plateau).

Dans le plus prudent des scénarios, on parvient au rétablissement au niveau $SSN_{20\,\%}$ si la mortalité de source anthropique est inférieure à 4 % de la biomasse vulnérable. Des prises de 180 t en 2005 correspondraient à ce taux, donc à un niveau auquel la population devrait se

rétablir. Dans le scénario à productivité élevée, des captures de 7 % de la biomasse vulnérable, ce qui correspond à 315 t, permettraient un lent rétablissement de la population.

Sources d'incertitude

L'effectif et les tendances actuelles de la population soulèvent des incertitudes. Deux sources de données existent qui indiquent que les modèles sous-estiment l'abondance actuelle : les données d'expériences de marquage et les fortes PUE récentes dans les régions du bassin et du bord du plateau.

S'il existe une variabilité dans les processus de recrutement et de mortalité naturelle, mais qu'elle n'est pas intégrée au modèle de projection, les estimations du délai de rétablissement sont alors manifestement biaisées. Ce biais se traduit pas une sous-estimation du délai de rétablissement.

La dynamique de la population est modélisée comme un processus compensatoire (hausse de la survie des juvéniles quand l'effectif de la population diminue). Il n'est pas tenu compte des effets d'Allee (baisse de la survie des juvéniles lorsque l'effectif de la population est bas), mais ils pourraient ralentir sensiblement le rétablissement.

On n'a pas intégré d'auto corrélation (« cycles » naturels dans la survie et la reproduction) au modèle de projection. S'il existe une auto corrélation, le délai de rétablissement pourrait être plus ou moins grand, selon que la survie et la reproduction sont actuellement basses ou hautes. Compte tenu de la faible fécondité et de l'âge de maturité tardif de la maraîche, il est peu probable que les délais de rétablissement seraient plus courts que prévu.

La sélectivité dans la capture de prises accessoires est inconnue, mais elle influerait sur les courbes de rétablissement.

Les projections des courbes de population sont fondées sur l'effectif et la structure d'âges de la population de 2005 comme point de départ. Dans l'estimation du délai de rétablissement, on n'a pas évalué l'effet de l'incertitude dans l'effectif de départ de la population et dans les objectifs de rétablissement.

DOMMAGES ACCEPTABLES/DISPOSITIONS DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT

Les seules **sources de mortalité d'origine anthropique** cernées et susceptibles de faire l'objet de permis pour dommages fortuits sont les pêches pratiquées dans les eaux canadiennes dans lesquelles de la maraîche est capturée accessoirement (tableau 1). On ne connaît pas les prises des navires étrangers (soit les navires japonais) qui pêchent hors des eaux canadiennes. On les situait entre 15 et 280 tm/par an pour la période 2000-2002. La plupart des prises accessoires de la pêche canadienne sont capturées par des navires du Secteur de Scotia-Fundy qui pêchent soit l'espadon, soit le poisson de fond aux engins fixes. Les prises accessoires des navires étrangers et canadiens en 2002, 2003 et 2004 totalisaient 68 t, 58 t et 59 t, respectivement (tableau 1), quantités qui ne devraient pas nuire au rétablissement. En raison de la diversité de l'alimentation de la maraîche, on ne pense pas que la pêche a des effets importants sur les sources de nourriture de cet animal.

Tableau 1.

A) Prises de maraîche (kg) par les navires de Scotia-Fundy.

Année	2000	2001	2002	2003	2004
PÊCHE DU POISSON DE FOND					
Pêche aux engins fixes par des bateaux de 45 – 65 pi	997	789	958	2,400	2,031
Pêche aux engins fixes par des bateaux de <45 pi	4 743	6 925	13 141	13 041	14 044
Pêche côtière					56
Pêche semi-hauturière	461	518	697	1384	101
Pêche hauturière	191	285		220	409
Pêche non définie	456	1 059	1 184	1 105	1 010
Total, poisson de fond	6 848	9 576	15 980	18 150	17 651
PÊCHE DES GRANDS POISSONS PÉLAGIQUES					
Pêche exploratoire dirigée de la maraîche	870 741	476 703	172 001	86 059	172 520
Pêche de l'espadon	5 482	9 582	18 939	29 160	22 155
Pêche du thon	1 266	577	18 435	5 559	6 156
PÊCHE DES PETITS POISSONS PÉLAGIQUES					
Pêche du hareng		256			23
Total, maraîche	884 337	496 694	225 355	138 928	218 505
Total, prises accessoires de maraîche	13 596	19 991	53 354	52 869	45 985
Prises accessoires en pourcentage du total	2 %	4 %	24 %	38 %	21 %

B) Prises de maraîche (kg) hors de Scotia-Fundy.

Année	2000	2001	2002	2003	2004
Pêche aux engins fixes à Terre-Neuve	141	946	1 851	1 071	142
Pêches aux engins mobiles à Terre-Neuve			40		
Pêche dans le Golfe (tous engins confondus)[1]	18 976	1 192	11 566	2 565	12 876
Pêche aux É.-U. (tous engins confondus)[2]	3 595	785	1 813	1 185	

[1] représente une valeur minimale; une catégorie non définie de prises annuelles de requin de l'ordre de 2 900 à 8 800 kg a pu aussi comprendre de la maraîche

[2] débarquements seulement

À l'heure actuelle, la **capacité de surveiller l'état de la population** dépend largement des mesures de longueur des maraîches capturées et des taux de prises à chaque mouillage d'engin, facteurs qui dépendent tous deux de la pêche. Un **relevé sur les grands poissons pélagiques indépendant de la pêche** pourrait nous fournir un indice de l'abondance et de l'état des stocks de requin, mais il faudrait qu'il soit effectué à intervalles réguliers pour donner des résultats utiles. Comme aucun relevé n'a été effectué jusqu'ici, le premier devrait être entrepris bientôt, pendant qu'on connaît l'abondance de la population. Toutefois, comme il est peu probable qu'un relevé périodique pourrait à lui seul nous donner une mesure absolue de l'état du stock, il serait plus efficace d'en combiner les résultats aux données sur la taille et sur les taux de prises provenant d'une certaine forme de pêche.

CONCLUSIONS ET AVIS

Tout indique que la maraîche de l'Atlantique Nord-Ouest peut se rétablir si la mortalité de source anthropique est suffisamment basse. Les estimations du nombre de femelles reproductrices en 2005 d'après les modèles se situent entre 9 000 et 13 000 poissons, représentant environ 15 % de la population. Deux objectifs de rétablissement possibles dans ces modèles sont le nombre de femelles reproductrices à 20 % de la population d'équilibre non exploitée (de 14 500 à 17 500 poissons) et le nombre de femelles reproductrices au rendement maximal soutenu (de 31 000 à 41 000 poissons). À des taux de dommages fortuits de 1 à 4 % de la biomasse vulnérable et pour une sélectivité égale à celle de la pêche sur le bord du plateau, les estimations de la durée de rétablissement au niveau $SSN_{20\ \%}$ sont de l'ordre de quelques décennies. À un taux de 4 %, le rétablissement au niveau SSN_{rms} devrait être beaucoup plus long. Les estimations de la biomasse vulnérable en 2005 sont d'environ 4 500 à 4 800 t, ce qui donne à entendre que des prises de 180 à 192 t en 2005 empêcheraient un plus ample déclin. Les prises accessoires de 2002 à 2004 correspondaient en moyenne à environ un tiers de cette valeur.

CONSIDÉRATIONS DE GESTION

Actuellement, un plan de gestion quinquennal, ayant pour but d'influer sur le rétablissement, s'applique à la population de maraîche visée ici. Comparativement à la fermeture des pêches dirigées, le maintien de ce plan jusqu'à son terme ne devrait avoir que des effets mineurs sur les courbes de rétablissement (retard d'environ 5 ans) et permettrait de recueillir de plus amples données ainsi que d'avoir la possibilité de résoudre les incertitudes au sujet de l'état actuel du stock.

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Campana, S., L. Marks, W. Joyce, and S. Harley. 2001. Analytical assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) population in the northwest Atlantic, with estimates of long-term sustainable yield. SCCS, Doc. rech. 2001/067.

COSEPAC 2004. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur la maraîche *Lamna nasus* au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii + 43 pp.

Gibson, A.J.F., and S.E. Campana. 2005. Status and Recovery Potential of Porbeagle Shark in the Northwest Atlantic. MPO, Secr. can. cons. sci., Doc. rech. 2005/053.

MPO, 2005. Évaluation du stock de maraîche des sous-zones 3 à 6 de l'OPANO. MPO, Secr. can. cons. sci., Avis sci. 2005/044.

POUR DE PLUS AMPLES RENSEIGNEMENTS

contactez : Steve Campana
Division de l'écologie de la population
Ministère des Pêches et des Océans
Institut océanographique de Bedford
C.P. 1006, Dartmouth
(Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

Tél.: (902) 426-3233
Télécopieur : (902) 426-9710
Courriel : campanas@mar.dfo-mpo.gc.ca
Site Web sur les requins : www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/shark

Ce rapport est disponible auprès du :

Bureau du processus consultatif régional
des provinces Maritimes
Pêches et Océans Canada
C.P. 1006
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
Canada B2Y 4A2

Téléphone : (902) 426-7070
Fax : (902) 426-5435
Courriel : myrav@mar.dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas

ISSN 1480-4921 (imprimé)
© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2005

An English version is available upon request at the above address.

LA PRÉSENTE PUBLICATION DOIT ÊTRE CITÉE COMME SUIT :

MPO, 2005. Évaluation du potentiel de rétablissement de la maraîche des sous-zones 3 à 6 de l'OPANO. MPO, Secr. can. cons. sci., Avis sci. 2005/043.